

Organogena jordar

- Hur man kan minska markytesänkning och växthusgasemission

Organic soils

- How to mitigate soil subsidence and greenhouse gas emission

Fredrik Karlsson



Organogena jordar

- Hur man kan minska markytesänkning och växthusgasemission

Organic soils

- How to mitigate soil subsidence and greenhouse gas emission

Fredrik Karlsson

Handledare: Håkan Asp, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Examinator: Erik Steen Jensen, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Omfattning: 10 hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå, G1E

Kurstitel: Examensarbete för lantmästarprogrammet inom lantbruksvetenskap

Kurskod: EX0619

Program/utbildning: Lantmästare - kandidatprogram

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsår: 2017

Omslagsbild: Fredrik Karlsson

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: Organogena jordar, markytesänkning, mulljord, emission, organic soils, soil subsidence



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds-
och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för biosystem och teknologi

FÖRORD

Lantmästare-kandidatprogrammet är en treårig universitetsutbildning vilken omfattar 180 högskolepoäng (hp). Efter två år kan en lantmästarexamen på 120 högskolepoäng tas ut. En av de obligatoriska delarna i denna är att genomföra ett eget arbete som ska presenteras med en skriftlig rapport och ett seminarium. Detta arbete kan t.ex. ha formen av ett mindre försök som utvärderas eller en sammanställning av litteratur vilken analyseras. Arbetsinsatsen ska motsvara minst 6,7 veckors heltidsstudier (10 hp).

Jag är själv intresserad av förvaltning av organogena jordar och jag ville därför undersöka eventuella metoder för att minska de här jordarnas klimatpåverkan och det sammankopplade problemet med markytesänkning.

Jag vill rikta ett varmt tack till min handledare Håkan Asp för de värdefulla råd han har givit mig under arbetets gång. Tack riktas också till Niklas Eriksson som har granskat rapporten och givit mig bra kritik.

Erik Steen Jensén har varit examinator.

Alnarp, juni 2017

Fredrik Karlsson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
SUMMARY	4
INLEDNING	5
BAKGRUND	5
MÅL	6
SYFTE	6
AVGRÄNSNING	6
MATERIAL OCH METOD	6
LITTERATURGENOMGÅNG	7
EMISSION AV VÄXTHUSGASER	7
<i>Koldioxid</i>	7
<i>Metan</i>	8
<i>Lustgas</i>	9
MARKYTESÄNKNING	10
PÅVERKANSFAKTORER	11
<i>Väder och klimat</i>	11
<i>Grundvattennivå och porfyllnad</i>	11
<i>C/N-kvot</i>	12
<i>Grödor och markanvändning</i>	13
<i>Brukningens intensitet</i>	14
<i>pH och kalkning</i>	15
<i>Gödsling och kväve mineralisering</i>	16
<i>Beskogningens effekter</i>	16
ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA MARKYTESÄNKNING OCH EMISSION AV VÄXTHUSGASER	18
DISKUSSION	20
SLUTSATSER	21
REFERENSER	22

SAMMANFATTNING

Odlade organogena jordar motsvarar idag ca 7 % av den svenska jordbruksmarken. Genom dränering av tidigare våtmarker har de gått från att ackumulera kol till att släppa ut kol i form av koldioxid. I kombination med lustgasemission har markerna blivit nettokällor till växthusgaser och de står idag för ca 6–8 % av de svenska växthusgasutsläppen. Arbetets syfte har varit att belysa eventuella metoder, genom vilka man kan påverka markytesänkning och växthusgasemission från dessa jordar.

Arbetet visar på komplicerade förhållanden mellan de olika faktorer som påverkar markytesänkning och emission. Metanproduktionen, som är beroende av vattenmättnaden, visar mindre flöden från dikade marker än från odikade våtmarker. Lustgasflödena fluktuerar mycket, beroende på aktuell porfyllnad, temperatur och tillgängligt kväve. Låga grundvattennivåer, vid exempelvis torka och djup dränering ökar produktionen av koldioxid. Därigenom påskyndas även marksänkningen. Marksänkningen påverkas annars i hög grad av markanvändningen. Skogsbruk, som kan ses som en extensiv markanvändning, kan minska emissionen och markytesänkningen, men fördelarna är mindre självklara i ett längre perspektiv.

Metoderna för att minska de beskrivna problemen kännetecknas främst av extensivt odlande, men fler åtgärder finns. Grundvattenreglering kan minska emission och markytesänkning. Åtgärden kräver anpassning efter aktuella väder- och brukningsförhållanden. Återställning till våtmark är den mest kraftfulla åtgärden. Koldioxid- och lustgasflödena minskar, medan metanflödet ökar. Resultatet blir ändå ett positivt växthusgasflöde och nettoackumulation. Andra hjälpmedel, som ännu inte är fullständigt utforskade, är koppargödsling, nitrifikationshämning och askspridning. En del resultat tyder på förbättringar, men de långsiktiga effekterna är ännu osäkra. Slutsatsen är att åtgärder för att minska markytesänkning och växthusgasemission finns, men alla åtgärder är inte fullt utprovade och olika åtgärder ger olika bra effekt.

SUMMARY

The cultivated organic soils in Sweden corresponds to 7% of the total Swedish agricultural area. Due to the drainage of earlier wetlands, these areas are now acting as net sources instead of net accumulators of carbon. Together with the emission of nitrous oxide, the carbon dioxide emission from organic soils contribute to 6-8% of the national Swedish greenhouse gas emissions. The purpose of this work was to illustrate the eventual methods that could be usable to mitigate the soil subsidence and the greenhouse gas emissions.

This work shows the complicated relationship between the factors which affect greenhouse gas emission and soil subsidence. The drained areas show less methane emission than the undrained areas, because the methane production is affected by the water saturation. The flux of nitrous oxide shows great fluctuation from time to time, depending on the waterfilled pore space, temperature and available nitrogen in soil. The production of carbon dioxide increases when dry periods or deep drainage makes the ground-water table lower. Thereby, also the soil subsidence increases. Otherwise the soil subsidence primarily depends on different land use. Forestation, which could act as an extensive land use, could decrease emission and soil subsidence, but in a long-range perspective the benefit of forestation will not be that obvious.

The methods that can be used to mitigate the soil subsidence and also the gas emissions are primarily characterized by extensive use, but there is more. Regulation of ground-water table could decrease emission and soil subsidence. The measure need to be fitted to actual weather- and cultivation conditions. Restoration to wetland is the most powerful measure. When restored, the carbon dioxide emission and the nitrous oxide emission will be reduced, but the methane emission will be increased. After all, in the end the gas fluxes will be positively affected and there will be net accumulation. Other possible things to do are copper-fertilization, nitrification-inhibition and ash-distribution. But these methods are not completely evaluated. Some results show that the greenhouse gas emission and the carbon losses will be decreased due to these measures, but the long-term effects still remains uncertain. The conclusion is that there is measures that could be useful to prevent soil subsidence and greenhouse gas emission, but all of the measures is not completely tested. Different measures also present different effects.

INLEDNING

Bakgrund

Under 1700-talet började de första försöken med uppodling av ”mossar” (här med betydelsen av odlingsbara kärr och myrar) att äga rum. Nyodlingen kom dock inte riktigt igång förrän under 1800-talet, med godsägare och staten som pionjärer (Runefelt, 2008). Under slutet av 1800-talet och början av 1900-talet nyodlades stora arealer. De här jordarna går idag under benämningen ”organogena jordar”. Som organogen jord räknas en jord med mer än 20 % innehåll av organiskt material (Karlsson & Hansbo, 1984). De organogena jordarna blev en viktig resurs för jordbruket och odlingen omfattade, under 1940-talet, som mest ca 700 000 ha (Berglund, 2008). Enligt uppskattningar av Pahkakangas m.fl. (2016) brukas det idag (2014) ca 225 722 ha organogena jordar. De används då som åkermark (58,4 %), betesmark och slåtterängar. Jordarna motsvarar (2014) 7,0 % av den totala svenska jordbruksmarken. Av mulljordarna representeras 73 % av torvjordar och 27 % av gyttejordar (Pahkakangas m.fl., 2016). Innan de organogena jordarna dikades ur fungerade de som ackumulatorer av näringsämnen, däribland kol och kväve. Ackumulation sker genom ofullständig nedbrytning av växtrester. Nedbrytningen hämmas av syrebristen i marken. Ackumulation stöds även av låg temperatur, lågt pH och låg näringstillförsel (Berglund, 1996). Genom utdikningen har vattennivån sänkts och syre givits möjlighet att tränga ned. Följderna härav är bland annat att det organiska materialet börjar omsättas. I samband med omsättningen frigörs kol och kväve som är bundet i materialet. Kol avgår som koldioxid (CO_2). Kväve avgår som dikväveoxid (N_2O), även kallad lustgas (Kasimir Klemedtsson, m.fl., uå). Metan (CH_4) produceras i naturliga våtmarker (Kasimir Klemedtsson, m.fl., uå), men vid dränering minskar produktionen (Kasimir Klemedtsson, m.fl., 2009; Norberg, m.fl., 2016). År 2015 stod den agrara näringen för 12,5 % av de svenska växthusgasutsläppen. Av dessa var 46 % i form av N_2O -emission från jordbruksmarken (Naturvårdsverket, 2017). I en studie beräknas emissionen från organogena jordar stå för 6–8 % av Sveriges totala växthusgasutsläpp (Berglund & Berglund, 2010a). Förutom dränering påverkas växthusgasemissionerna också av hur marken brukas, vad som växer där och hur gödsling utförs (Norberg, 2012).

Ett sammanhörande problem är tendensen till markytesänkning. Vid dikning av torvmark förloras vattnets bärande förmåga, varför en direkt sänkning uppstår. Syretillgången gynnar mikrobiell aktivitet och mineralisering, vilken, förutom CO_2 - och N_2O -utsläpp också ger upphov till markytesänkning (McAfee, 1985). Markytesänkning beror på flera faktorer, såsom kompression av jordlager under grundvattenytan, sättning och krympning av jordlager över grundvattenytan, samt nedbrytning av organiskt material (även kallat ”bortodling”). Bortodlingen, precis som gasemissionerna, påverkas av dränering och bruksmetod (Bjerketorp & Axelsson, 1987).

Således finnes en del utmaningar att ta sig an för markägare och lantbrukare med organogena jordar. Det vore därför intressant att titta efter metoder, genom vilka aktörerna kan begränsa omfattningen av markytesänkning och därtill även växthusgasemissionerna. På så vis skulle en olägenhet för aktörerna och tillika ett bekymmersamt klimatproblem kunna påverkas i positiv riktning.

Mål

Arbetets mål är att genom en litteraturstudie finna och sammanställa metoder, vilka kan vara användbara för markägare och lantbrukare i syfte att minska markytesänkningen av organogena jordar och samtidigt minska emissionen av växthusgaser.

Syfte

Arbetet syftar till att belysa hur olika metoder för användning av organogena jordar kan påverka markytesänkning och växthusgasemission. Arbetet kan sedan utgöra ett underlag för aktörers beslut gällande dessa jordars fortsatta nyttjande.

Avgränsning

Arbetet behandlar endast svenska förhållanden. Internationell forskning inom området värderas därmed utifrån hur tillämpbar den kan anses vara för denna studie. Vidare behandlar studien i huvudsak den odlade organogena arealen, alltså ej skogbevuxen mark som aldrig har odlats. Gällande markytesänkningen, fokuseras på den s.k. bortodlingen och oxidationen. I arbetet ingår inga ekonomiska ställningstaganden.

Material och metod

Arbetet har genomförts som en ren litteraturstudie. Informationshämtningen har i huvudsak varit inriktad på artiklar från vetenskapliga tidskrifter. Mycket av materialet har gått att finna via Google Scholar och Web of Science. Utöver vetenskapliga artiklar har information hämtats genom rapporter från myndigheter och institutioner. För övergripande information har böcker kunnat användas. Dessutom har några examensarbeten/avhandlingar kunnat användas för att finna information.

Den inhämtade informationen har värderats under avsnittet "Diskussion", där de avslutande "slutsatserna" sedan ger en övergripande bild av vad som har framkommit.

LITTERATURGENOMGÅNG

Emission av växthusgaser

År 2003 var den beräknade emissionen av växthusgaser från organogena jordar 4 000–5 600 Gg CO₂-ekv. Emissionen från organogena jordar står därmed för 6–8 % av Sveriges totala växthusgasutsläpp (Berglund & Berglund, 2010a). Genom en studie av nordiska försök har Maljanen m.fl. (2010) uppskattat emissionen för varierande markanvändning, omräknat till CO₂-ekv. per m², se tabell 1.

Tabell 1. CO₂-ekv. från varierande markanvändning av organogena jordar (omarbetad från Maljanen m.fl., 2010)

Marktyp	CO ₂ -ekv. per m ² år ⁻¹
Obevuxen träda	3 140 g
Spannmål	2 280 g
Gräsvall	2 260 g
Övergiven mark	1 580 g
Beskogad f.d. åkermark	500 g

Koldioxid

Koldioxidflöden från organogena jordar härstammar från olika källor. Kuzyakov (2006) delar in dem i dessa fem kategorier:

- Respiration via mikrobiell nedbrytning av organiskt material i jord, opåverkad av rötter
- Nedbrytning av organiskt material i rhizosfären
- Nedbrytning av växtrester
- Nedbrytning av rotexudat
- Rotrespiration

Av dessa hör de båda övre kategorierna samman med organiskt material i marken (ej nyligen bildat av växtrester) och det är bara de två som egentligen har inverkan på CO₂ i atmosfären. Bara den översta är gemensam för alla jordar med organiskt material, eftersom närvaro av växter ökar den mikrobiella aktiviteten, vilken påverkar nedbrytningen av organiskt material i rhizosfären. De fyra senare kategorierna beror på den aktuella vegetationen och den tidigare vegetationen de senaste åren. De fyra översta kategorierna sker som respiration med heterotrofer medan rotrespirationen sker som en autotrof process (Kuzyakov, 2006).

Man har funnit att CO₂-emission från mark kan vara korrelerande med mark- och lufttemperaturen. Maljanen m.fl. (2003) rapporterade högre flöden under sommar än under vinter. Elder & Lal (2008) undersökte en organogen jord i Ohio och även de fick högre CO₂-flöden under sommaren. Man fick positiv korrelation mellan CO₂-flöden och temperatur samt negativ korrelation till markfuktighet. I ett svenskt försök visades att CO₂-flödena kunde vara 5 ggr högre under sommaren än under vintern (Berglund & Berglund, 2011). Berglund m.fl. (2010) kunde visa på en ökning av CO₂-flöden med 2,1–3 ggr vid en temperaturhöjning på 10 °C. Man är dock noga med att poängtera att olika forskargrupper har fått olika värden. Emissionen från jordarnas undre lager var lägre än emissionen från de övre lagren. Det berodde på att marken i de undre lagren var mer tålig mot oxidation av mikroorganismer. CO₂-emissionen korrelerade bättre med markens temperatur än med luftens temperatur. Temperaturens dygnsvariation visade sig ha stor betydelse, då emissionen under sommaren vid middagstid var dubbelt så hög som emissionen vid midnattstid (Berglund, m.fl., 2010).

CO₂-flöden varierar även över arealer, såtillvida att olika delar av ett fält kan ha olika stora flöden. Exakt vad det beror på är dock inte helt klarlagt, men det kan möjligtvis handla om mikrobiella skillnader (Berglund & Berglund, 2010b).

Metan

Emission av CH₄, från dränerade organogena jordar, är ofta låg (Kasimir Klemedtsson, m.fl., 2009). En väl-dränerad organogen jord kan till och med fungera som en sänka (Norberg, m.fl., 2016; Regina m.fl., 2007; Flessa, m.fl., 1998, Maljanen m.fl., 2007). De organismer som producerar CH₄ kallas *metanogena* och de bildar CH₄ vid anaerob nedbrytning av växtrester. Det sker bland annat i naturliga våtmarker. Det finns emellertid även s.k. *metanotrofa* mikroorganismer, vilka konsumerar CH₄ genom aerob oxidation (Kasimir Klemedtsson, m.fl., uå).

Många försök har visat att CH₄-flödet påverkas av vattenmättnaden i marken. Flessa m.fl. (1998) fick i sina studier resultatet att 78 % av CH₄-flödena påverkades av förändringar i vattennivå, med lägre CH₄-upptag vid högre vattennivå. I en studie av skogbevuxen mark fann man att CH₄-flödet förändrades till nettoemission vid en porfyllnad >60 % (Weslien, 2010). Kasimir Klemedtsson m.fl. (2009) fann korrelation mellan porfyllnad och CH₄-flöde från en vall och man fann också korrelation mellan grundvattenståndet och CH₄-flöde från korn. Det var också en signifikant skillnad mellan torra och våta partier i samma fält, där de våta partierna hade ett större CH₄-flöde ut ur marken. Man fann dock ingen korrelation för luft- och marktemperatur eller nivå av nitratkväve NO₃⁻ och ammoniumkväve NH₄⁺. Kvävetillförsel kan annars leda till ökad CH₄-emission genom att den ökade tillväxten hos växterna orsakar mer dött organiskt material, som kan användas för CH₄-produktion. I syrefri miljö kan dock NO₃⁻ orsaka minskad CH₄-produktion genom att de denitrifierande bakterierna konkurrerar med de metanogena (Kasimir Klemedtsson, m.fl., uå). Regina m.fl. (2007) fann svag korrelation för luft- och marktemperatur tillsammans med grundvattennivå, pH och porfyllnad. Man kunde dock inte finna korrelation för NH₄⁺ och man fann inte korrelation för porositeten.

Lustgas

Lustgas bildas i huvudsak genom denitrifikation, föregången av nitrifikation. Vid nitrifikation oxideras ammonium (NH_4^+) till nitrit (NO_2^-) och nitrat (NO_3^-) (Kasimir Klemedtsson, m.fl., uå). Nitrifikation är en aerob process och kräver därmed syre. Vid denitrifikation reduceras NO_2^- och NO_3^- till kväveoxid (NO), lustgas (N_2O) och kvävgas (N_2). Denitrifikation är, till skillnad från nitrifikation, en process som sker vid nästan anaeroba tillstånd (Henriksson, m.fl., 2015). För att enbart N_2 skall bildas krävs total syrebrist (Kasimir Klemedtsson, m.fl., uå). I en studie fann Maljanen m.fl. (2003) att 58 % av fluktuationerna i N_2O -flödet berodde på nitrifikation, men i samma studie visade sig mängden NO_3^- i marken ej vara korrelerad mot emissionen, en iakttagelse som delas av Weslien m.fl. (2012). I en annan studie befanns markens N_2O -innehåll, under sommaren, vara högst på 30–40 cm djup, medan den under vintern var högst på 5–10 cm djup. Produktionen av lustgas antas ske i området strax ovanför grundvattenytan (Weslien, 2010). Potentialen för denitrifikation är bäst i markens övre lager (Jørgensen & Richter, 1992).

Produktionen av lustgas har visat sig fluktuera mycket. Flessa m.fl. (1998) rapporterade om försök i södra Tyskland. På försöksplatsen var årsnederbörden 700 mm, vilket kan liknas med nederbördsmängder i stora delar av Sverige (SMHI, 2017). Man kunde mäta ökade N_2O -flöden från marken under vintern, då vattennivån dessutom var hög. Man fann att flödet accelererade under de tidpunkter då marktemperaturen sjönk under noll grader. Orsaken antogs vara den höga grundvattennivån i kombination med, vid den tidpunkten, stor mängd tillgängligt nitratkväve. Under sommaren var det i regel lägre flöden. I en studie av svensk skogsmark stod dock emissionen under vintern för endast 10–20 % av årets totala emission (Weslien, m.fl., 2009). I en finsk studie av olika grödor var vinteremissionen (oktober-maj) 25 % respektive 60 % av årets totala emission för vall respektive korn (Maljanen, m.fl., 2007). Även Maljanen m.fl. (2003) visade höga N_2O -flöden under vintern, men också efter vårens töperiod. Flessa m.fl. (1998) fann i sin studie att 71 % av variationen i N_2O -flödet kunde bero på förändringar i vatten- och kvävenivåer. I studien undersöktes både organogen åker och organogen äng. Man fann skillnad mellan typerna, men skillnaden ansågs bero på olika vattennivåer och jordmaterial. Flödet av N_2O kan variera mellan olika år och under ett tvåårigt försök av Norberg m.fl. (2016) var emissionen högre det första året, som var ett fuktigare och kallare år än år två. Det kan också förekomma skillnader mellan olika delar av ett fält. Så var fallet i en svensk undersökning, där det var en signifikant skillnad mellan våta och torra delar av ett fält. Signifikansen gällde en större N_2O -produktion från de torrare delarna (Kasimir Klemedtsson, m.fl., 2009). I en studie från Ohio fick man positiv korrelation mellan N_2O -emission och temperaturen (Elder & Lal, 2008), något som också kan bekräftas av en svensk undersökning (Weslien, m.fl., 2012). En annan svensk studie kunde däremot inte finna sådan korrelation. Man kunde istället finna en mycket stark korrelation mellan C/N-kvot och N_2O -emission, men man framhåller samtidigt att den korrelationen kan bli svagare om fler parametrar vägs in och man anser det som troligt att syretillförseln spelar en viktig roll (Klemedtsson, m.fl., 2005).

Markytesänkning

Vid odling av organogena jordar uppkommer fenomenet markytesänkning. När en torvjord dikas ur försvinner vattnets bärande förmåga och marken sjunker. Denna första sänkning är av kraftig karaktär. När detta övre lager är avvattnat pressar det ihop de undre lagren (under grundvattenytan), vilka därmed komprimeras. Dessutom gör syresättningen av jorden att mikroorganismer orsakar nedbrytning av det organiska materialet och markytan sjunker ytterligare. Detta senare fenomen kallas också för *bortodling* (McAfee, 1985). En mer detaljerad redogörelse av fenomenen ges av Schothorst (1977). Han delar upp markytesänkningen i följande tre delar:

- Krympning, på grund av fysikaliska processer
- Oxidation av organiskt material, genom biokemiska processer, på grund av syretillförsel som gynnar mikroorganismer
- Kompression, på grund av att vattnets bärförmåga i det övre lagret inte längre är befintligt

Schothorst undersökningar skedde i samband med omdikning av en organogen jord i Nederländerna. Under de 900 åren då marken ej varit odlad räknade man med att oxidation hade stått för en genomsnittlig markytesänkning på ca 1,75 mm per år. Sex år efter omdikningens genomförande hade marken sjunkit 6–10 cm. 65 % av marksänkningen kunde härledas till krympning och oxidation ovanför grundvattenytan. 35 % av sänkningen berodde på sättningar under vattenytan. Av sänkningen ovan grundvattenytan berodde 15 % på krympning och 85 % på oxidation. Oxidationens andel av sänkningar i vårt nordiska klimat kan enkelt sägas vara ca 35 % (Berglund & Berglund, 2010a). Under Schothorsts (1977) studie avtog sänkningen tre år efter dikningens genomförande och sänkningen höll sig sedan på en relativt konstant nivå. Ytan sjönk under torrare perioder (sommaren), vilket berodde på krympning. Sänkningen under sommaren komprimerades till viss del av svällning under vintern. I denna studie kunde oxidationen beräknas till att årligen stå för 0,6 cm sänkning av markytan (Schothorst, 1977). Kolförlusterna på grund av oxidation i några svenska, extensivt odlade, organogena marker uppskattades till 125–300 g C m⁻² år⁻¹. Torvförlusten räknades till ca 0,2–0,5 cm år⁻¹ (Schoning, 2015). I en annan svensk undersökning beräknades markytesänkningen av Bälunge mossar, norr om Uppsala. Den genomsnittliga markytesänkningen under perioden 1908–1984 var 1,3–2,0 cm per år (McAfee, 1985). Berglund & Berglund (2010a) uppskattade sänkningen vid olika markanvändning, se tabell 4. Ytsänkningen beror också på torvlagrets djup. I ett exempel från en svensk, odlad, organogen jord har torvdjupet jämförts med ytsänkningen mellan åren 1950 och 1976 (Berglund, 1989), se tabell 2. Ett djupt torvlager bidrar enligt Berglund (1989) till en större markytesänkning.

Bortodling (oxidation) anses bero på följande faktorer (Bjerketorp & Axelsson, 1987):

- Tillgängligt syre
- pH i jorden
- C/N-kvot
- Klimatbetingelser

Tabell 2. *Markytesänkning vid olika torvdjup under perioden 1950–1976 (omarbetad från Berglund, 1989)*

Torvdjup	Sänkning
3,5 m - 4,0 m	78 cm
2,5 m - 3,4 m	56 cm
1,5 m - 2,4 m	38 cm

Påverkansfaktorer

Väder och klimat

I en studie av Priemé & Christensen (2001) utfördes i Sverige, Finland och Tyskland studier av hur uppfuktning-torkning och frysning-tining påverkar emissioner av växthusgaser. CH₄ påverkades inte av störningarna. Flödet av CO₂ ökade vid behandlingarna, men störningarnas inflytande var mindre än 5 %. Flödet av N₂O ökade däremot enormt, men inom 15 dagar var det tillbaka på normal nivå. Att störningarnas inflytande över N₂O-flödet befanns vara stort ansågs bero på en ökad mikrobiell aktivitet med en ökande frigöring av absorberad N₂O. Efter uppfuktning i de svenska jordarna stod denitrifikation för 23–53 % av ökningen av N₂O. Efter tining stod däremot denitrifikationen för nästan hela ökningen av N₂O-flödet. Slutsatsen av studien blev att tining kan orsaka en stor del av N₂O-utsläppen. Det gäller framförallt i vallar med många döda rötter (Priemé & Christensen, 2001). Skyfall, särskilt i kombination med hög temperatur, kan ge höga N₂O-flöden (Weslien, m.fl., 2009).

Vid torka, då grundvattennivån sjunker, kan syret tränga ned djupare än vad det annars gör. Det orsakar så kallad sekundär nedbrytning. För att ta reda på effekten av eventuella torkperioder, vilka kan bli vanligare i framtiden, utförde Brouns m.fl. (2014) en studie där man inokulerade fyra olika organogena jordprover med syre. De fyra proverna var uppdelade på eutrof äng och eutrof naturtorv samt oligotrof äng och oligotrof naturtorv. Resultatet av undersökningen var att i de tre proverna utom den oligotrofa ängen ökade nedbrytningen i samband med inokuleringen. Produktionen av CO₂ fortsatte att vara hög även efter att behandlingen var slutförd, vilket tolkades som att även en kort tids (en veckas) syreexponering orsakar en längre tids oxidation av organiskt material. Längre syresättningsperioder ökade dock inte nedbrytningen ytterligare (Brouns, m.fl., 2014).

Grundvattennivå och porfyllnad

Man har genomfört studier för att ta reda på hur grundvattennivån påverkar nedbrytning och växthusgasemission. Resultaten är dock skiftande. I en svensk undersökning, som jämförde 40 cm grundvattendjup med 80 cm grundvattendjup, befanns CO₂-emissionen vara högre vid 40 cm än 80 cm. Även N₂O-emissionen var högre vid den nämnda nivån (Berglund & Berglund, 2011). Brouns m.fl. (2014) drar dock slutsatsen att för låga grundvattennivåer bör försöka undvikas, då de påskyndar CO₂-produktionen.

Klemedtsson m.fl. (2005) fann inte någon korrelation mellan N_2O och grundvattennivån. Det gjorde inte heller Kasimir Klemedtsson m.fl. (2009) i en undersökt vall. Vid en undersökning av skogbevuxen organogen jord fann man dock negativ korrelation (Weslien, 2010). Emissionen av N_2O påverkas av porfyllnaden, där ökad porfyllnad ger ökad emission från både åkermark och skogsmark (Weslien, m.fl., 2009; Weslien, m.fl., 2012).

Regina m.fl. (2007) fann att en sämre dränerad mark hade nettoemission av CH_4 , medan en väl-dränerad mark agerade sänka. Den sämre dränerade marken hade konstant högre vattennivå än den väl-dränerade. Mätningarna skedde under höst-vinter och vår.

Millette & Broughton (1984) undersökte en organogen jords nivåförändring i förhållande till olika grundvattennivåer. På marken odlades morot och vattennivån var 60 cm respektive 90 cm. I översta lagret (0–30 cm) var marksänkningen dubbelt så stor vid 90 cm vattendjup, jämfört med 60 cm vattendjup. Sänkningen var större precis efter sådd, då vattennivån dessutom var låg. Sedan avtog sänkningen. Vid skörd, 100 dagar efter sådd, hade den djupare dränerade marken sjunkit 2,5 ggr mer än den grundare. Efter skörd lät man höja vattennivån och då stabiliserades marknivåsänkningen, genom att det övre lagret istället började svälla, medan det undre lagret fortsatte att sjunka ännu en tid. Det övre lagrets svällning minskade den totala marksänkningen med 36 % (60 cm dränering) respektive 24 % (90 cm dränering). Under försöket fann man dock att sänkningen, per enhet lägre djup, var lika för de båda typerna av dräneringsdjup (Millette & Broughton, 1984). Under en annan studie, i Nederländerna, där man undersökte en organogen jord efter en omdikning, fann man att fluktuationerna i vattennivån och fluktuationerna i sättningen sammanföll med varandra. Man räknade också ut att förlusten av organiskt material från en grunt dränerad jord var 4 000 kg per hektar och år, att jämföra med 12 000 kg vid djup dränering (>50 cm) (Schothorst, 1977).

C/N-kvot

I organogena jordar kan C/N-kvoten uppvisa stor variation. Man kan generellt säga att i svagt nedbruten mosstorv ligger C/N-kvoten på 50–100, i starkt nedbruten mosstorv ligger C/N-kvoten på 20–70 och i kärrtorv ligger C/N-kvoten på 15–35 (Berglund, 1996). Det skall jämföras med att åkermark med mineraljord har en C/N-kvot på 10–15 i matjorden (Troedsson & Nykvist, 1974).

En låg C/N-kvot (mycket kväve i förhållande till kol) kan ge upphov till större N_2O -flöden. Till exempel nämner Klemedtsson m.fl. (2005), efter studier i Sverige, Finland och Tyskland, den negativa korrelationen mellan C/N-kvoten och N_2O -flödet som signifikant och stark, men man vill samtidigt uppmärksamma att korrelationen kan bli mindre stark om hänsyn också tas till andra parametrar som inte var med i studien. I en finsk studie syntes en minskning av N_2O -emissionen vid stigande C/N-kvot, men korrelationen var inte signifikant (Maljanen, m.fl., 2007). Under ett svenskt försök mellan olika grödor, utfört av Norberg m.fl. (2016), fanns ingen korrelation mellan C/N-kvot och N_2O -flöden från de undersökta markerna. Weslien m.fl. (2009) kunde, från skogsmark, rentav finna positiv korrelation mellan C/N-kvot och N_2O -flöden. Ernfors m.fl. (2007) vill dock hävda att en C/N-kvot <25 ger stora flöden, då man vid en undersökning av skogbevuxna organogena jordar fann att 59 % av jordarna hade en

C/N-kvot <25 men att de ändå stod för 88 % av N₂O-emissionen. Flöden av CH₄ tycks däremot inte vara korrelerande med C/N-kvoten (Maljanen, m.fl., 2007).

En C/N-kvot <25 kan härledas till bruksformen på marken och enligt Sjögren & Pihlblad (2012) sammanfaller den låga C/N-kvoten med historisk odling och dikningseffekt.

Grödor och markanvändning

Av de fem kategorier som ger upphov till CO₂-emission kommer tre stycken av grödan på platsen, se Kuzyakov (2006) under rubriken ”Koldioxid”. Med ledning av den kunskapen har Berglund (2011) angivit grödans andel av CO₂-emissionen från två svenska jordar. I genomsnitt stod grödan för 47 % respektive 57 % av emissionen under vår, sommar och höst, för de två olika jordarna. Grödans påverkan på emissionen skiljde alltså mellan jordarna, men för båda platserna gällde att påverkan ökade under säsongens gång och den var som störst i slutet. I en studie av Berglund m.fl. (2011) värderades grödans andel av emissionen till 27–63 %, beroende på tidpunkt under året. Fram till maj, då det sådda rajgräset började växa, fanns ingen skillnad mellan proven, men för perioden juni-juli var den genomsnittliga dagliga emissionen från barmark 20 g CO₂ m⁻². Från den bevuxna marken var emissionen 40–70 g CO₂ m⁻². Den rotpåverkade emissionen ökade mot slutet av växtsäsongen, trots avstannande tillväxt, vilket ansågs bero på en eftersläpande effekt.

I en svensk undersökning framkom det att N₂O-flödet ur organogen åkermark var högre vid odling av korn än vid odling av vall (Kasimir Klemetsson, m.fl., 2009). En finsk studie visar på samma förhållande med övergivet, tidigare odlad, mark som ett mellanting mellan korn och vall. Den övergivna marken fungerade för övrigt som en liten sänka för CH₄ (Maljanen, m.fl., 2007). Weslien (2010) visar högst N₂O-emission från morotsodling, men även hög emission från skog, se tabell 3.

Tabell 3. *N₂O-emission vid olika markanvändning* (omarbetad från Weslien, 2010)

Markanvändning	N ₂ O-emission kg/ha år ⁻¹
Morotsodling	41,0
Skog	19,6
Korn	9,9
Betesmark	2,0

Anledningen till morotsodlingens höga emission anges vara att den begränsande faktorn, syretillgången, gynnas av morötterna via rotrespirationen, eller via den mikrobiella aktiviteten, som ökar på grund av rotexudat (Weslien, m.fl., 2012). Morotsodlingens N₂O-emission motsvarar ungefär emissionen för barmark (Weslien, 2010). Norberg m.fl. (2016) kunde däremot inte finna att olika grödval påverkade N₂O-emissionen

under växstsäsongen. De undersökta grödorna var vall, spannmål och rotfrukter. Rotfrukterna utgjordes av morötter. För de senare fann man att det var torrare och varmare i jordens sex översta centimetrar, men det hade ingen inverkan på N_2O -emissionen. Produktionen antas ske längre ned i marken. Man påpekar dock att andra undersökningar visar skillnader i N_2O -emission mellan olika grödor, i följande ordning: korn>potatis>vall. Man anger då att det skulle kunna bero på utsläpp utanför växstsäsongen, vilket man inte mätte i den genomförda studien.

I undersökningen av Norberg m.fl. (2016) visade inte heller CH_4 -flödena någon signifikant skillnad mellan de olika grödorna. Det bekräftas även av en tidigare studie av Regina m.fl. (2007) där man inte såg någon skillnad i CH_4 -flödet mellan förstaårsvall, korn och barmark. I södra Tyskland fann man dock att en organogen äng hade 4–5 ggr högre upptag av CH_4 än vad en organogen åker hade (Flessa, m.fl. 1998).

Brouns m.fl. (2014) uppmätte högst C-förluster i en intensivt odlad eutrof äng, där de övriga jordtyperna representerades av eutrof naturtorv samt oligotrof äng och oligotrof naturtorv. I en dansk studie hade permanent gräsmark i genomsnitt lägre C-förlust än mark med roterande grödor (spannmål och rotfrukter) (Elsgaard, m.fl., 2012).

Hur olika markanvändning kan påverka markytesänkningen synliggörs av Berglund & Berglund (2010a), se tabell 4. Oxidationens (bortodlingens) andel av markytesänkningen anges för vall vara ca 31 % och för spannmål vara ca 39 % (Berglund, 1989).

Tabell 4. *Markytesänkning vid olika markanvändning av organogena jordar* (omarbetad från Berglund & Berglund, 2010a)

Markanvändning	Sänkning mm/år
Radodlade grödor	25
Andra ettåriga grödor	15
Intensiv gräsvall	10
Extensiv markanvändning	5

Brukningsintensitet

Olika studier bekräftar brukningsintensitetens inverkan på marksänkning. Agerberg (1961) tar ett exempel från Flahult i dåvarande Jönköpings län. Olika delar av mossen hade under den senaste 60-årsperioden brukats på olika vis och sjunkit olika mycket, se tabell 5. I östra delen var sänkningen störst. I söder var sänkningen lägst och det hade till och med skett en markhöjning. Att den mest intensivt odlade delen (i väster) inte hade störst sänkning beror, enligt Berglund (1989), på att torvdjupet där från början var grundare.

McAfee (1985) framställer förhållandet mellan odlingsintensiteten och markytesänkningen på Bälunge mossar, norr om Uppsala. Av de redovisade uppgifterna dras liknande slutsatser som ovan, där intensivare odling orsakade en snabbare

markytesänkning. Maljanen m.fl. (2003) rapporterar att bevuxen jordbruksmark hade högre CO₂-emission än både obrukad barmark och skogsmark.

Tabell 5. *Markytesänkning vid varierande brukningsintensitet* (omarbetad från Agerberg, 1961)

Område	Sänkning mm/år
Öster (vall)	20,7
Väster (potatis, lupin, m.m.)	17,8
Norr (betesvall)	9,3
Söder (gles skog)	-3,5

I ett ettårigt försök från Ohio undersöktes skillnader mellan plöjning, direktsådd och obehandlad barmark (Elder & Lal, 2008). I undersökningen ökade skrymdensiteten vid direktsådd. Den ökade 10 % mer än vid plöjningssystem. Porositeten minskade 6 %. Man framhåller dock att det, eftersom försöket endast sträcktes över ett år, kan bli annorlunda utfall vid längre försök. Flödet av CO₂ skiljde sig ej mellan de tre metoderna, utom vid tidpunkten för plöjningens genomförande, men skillnaden var inte signifikant. Efter att hänsyn tagits till emission och skrymdensitet kunde man räkna ut marksänkningen. Den var då högst för plöjningssystemet, följt av den obrukade marken och därefter den direktsådda marken (Elder & Lal, 2008). Kätterer m.fl. (2013) menar att reducerad bearbetning skulle ha låg inverkan i det nordiska klimatet, men att det kan vara svårt att dra generella slutsatser för organogena jordar.

Elder & Lal (2008) undersökte även CH₄- och N₂O-emissionen för de olika systemen. Emissionen av N₂O var signifikant större från plöjningssystemet. Emissionen var 63 % respektive 69 % lägre för direktsådd respektive obrukad barmark. Kasimir Klemedtsson m.fl. (2009) visade att N₂O-flödet ökar i samband med kultivering, plöjning och harvning. Det är något som också har kunnat visas av Weslien (2010), där bearbetning av ett kornfält gav högre emission under fyra dagar efter ingreppet. Det beror antagligen på att bearbetningen blottlägger tidigare ej exponerade jordpartiklar, vilket ökar mineraliseringen och kvävefrigörelsen (Weslien, 2010).

Elder & Lal (2008) mätte att det förekom CH₄-emission från plöjnings- och direktsåddsystemen, medan den obrukade barmarken agerade sänka, vilket konstaterades vara ett annorlunda resultat mot flera andra studier. Trenden för CH₄-flödet var dock mycket varierande och otydlig.

pH och kalkning

Norberg m.fl. (2016) fann negativ korrelation mellan pH och N₂O-flöde, vilket betyder att lågt pH orsakar ökad emission. Klemedtsson m.fl. (2007) kunde dock inte se att pH hade sådan inverkan. Flessa m.fl. (1998) tog också, i södra Tyskland, hänsyn till pH och man såg då att N₂O-emissionen till viss del var negativt korrelerad med pH. Särskilt under pH 5 var emissionen hög. Man har också funnit negativ korrelation mellan pH och

N₂O-emission från skogbevuxen mark (Weslien, m.fl., 2009). Lågt pH anses dock samtidigt kunna hämma nitrifikation (Lindén, 2015).

Biasi m.fl. (2008) såg inte att pH, åtminstone på kort sikt, kunde påverka nedbrytningen och därmed C-förlusten. Inte heller kalkning tycks kunna påverka CO₂-flödet på kort sikt (Lindén, 2015). Vid mätning av CO₂-flödet över tid såg man däremot att flödet var högt i maj, då kalkning utfördes. I två månader var det en signifikant skillnad i CO₂-flödet, på grund av kalkningen. Det beror på att en del av kalken avgår som CO₂ genom att karbonat löses upp i jorden. Efter kalkningen motsvarade det 53–70 % av CO₂-flödet, under mätningar i laboratorium. I fält var andelen 12 % (Lindén, 2015). Man räknar med att 15 % av karbonatet försvinner som CO₂ (Biasi, m.fl., 2008). Kalkning kan dock minska N₂O-flödet, genom det högre pH-värdet (Weslien, m.fl., 2009). Maljanen m.fl. (2007) fann ingen korrelation mellan pH och CH₄-flödet i odlade finska jordar.

Gödsling och kvävemineralisering

Gödslingens inverkan på N₂O-emissionen angavs av Maljanen m.fl. (2003) vara liten. Kvävetillförsel gynnar tillväxten av växter, vilket orsakar mer dött organiskt material. Det kan sedan användas för CH₄-produktion. I syrefri miljö kan dock NO₃⁻ minska CH₄-emissionen, genom konkurrens av denitrifierande organismer (Kasimir Klemetsson, uå). Under en studie av Flessa m.fl. (1998) sågs dock inte gödsling kunna minska CH₄-emissionen.

Kvävemineralisering i organogena jordar är ofta stor. I en nederländsk studie undersöktes ogödslade fält. Grödans totala N-upptag var under tre år i genomsnitt 342 kg. Mineraliseringen stod för 10–30 % av upptaget, vilket motsvarade 30–110 kg N. Mineraliseringen var upp till 4 ggr högre i det övre lagret (0–30 cm) än i det undre lagret (30–60 cm) (Sonneveld & Lantinga, 2010).

Beskogningens effekter

Det finns ca 1,5 miljoner ha skog på dränerad organogen jord i Sverige (Ernfors, m.fl., 2007). I takt med att arealen av odlad organogen jord har minskat har den skogbevuxna arealen istället ökat. Av de organogena jordar vars användning förändrades mellan 1983 och 2014 hade 37,5 % gått från jordbruksmark till skog (Lundblad, 2015).

Precis som odlad organogen mark ger den skogbevuxna marken upphov till CO₂-emission, oavsett om den brukas aktivt eller om den tillåts växa fritt. Det beror på att små störningar kan ge död biomassa, som ökar emissionen (Hadden, 2017). En undersökning av en norsk 60-årig granskog visade att det översta lagret, under 60-årsperioden, hade fått en ökning av C-halten, medan de underliggande lagren hade haft en minskning (Hongxing, m.fl., 2016). Minskningen berodde på oxidation. Den unga skogen var källa fram till 39 års ålder. Därefter var den en sänka. Med hänsyn till N₂O-emissionen blev skogen en nettokälla, eftersom man räknar med att en stor del av den bundna CO₂ frisläpps vid/efter avverkning och förädling. Slutsatsen var att skogen endast binder CO₂ temporärt och att markens mullförluster ökar CO₂ till atmosfären (Hongxing, m.fl., 2016).

I Finland har N₂O-emissionen jämförts mellan skogs- och jordbruksmark. Mätningarna visade att alla markerna gav nettoemission, men den skogbevuxna marken hade mindre utsläpp än den obrukade marken och den odlade marken (Maljanen, m.fl., 2003). En svensk studie visade istället att N₂O-emissionen inte var lägre från beskogad mark. Mätningarna visade ett årligt utsläpp av 19,4 kg N₂O/ha, vilket dock konstaterades ligga över flera andra mätningar. Orsaken ansågs vara olikheter i mullkvalitet och tidigare markanvändning (Weslien, m.fl., 2009). Sjögren & Pihlblad (2012) visade att den historiska användningen var viktigare än vilken skog som senare växte på platsen. Typ av skog ansågs därmed vara av mindre betydelse.

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA MARKYTESÄNKNING OCH EMISSION AV VÄXTHUSGASER

Det finns vissa generella rekommendationer för hur N₂O-flöden, orsakade av grödor, kan minskas. För brytning av vall gäller att bearbetningen skall ske grunt och vid rätt tidpunkt. Valet av den efterföljande grödan kan sedan påverka hur mycket av markkvävet som tas upp. Det anses också vara bättre med perenna grödor än annuella, då de annuella lämnar mer kväve kvar i marken. För att förbättra kväveutnyttjandet nämns odling av fånggrödor (Henriksson, m.fl., 2015). Fånggrödor tar upp en del av markens nitrat- och ammoniumkväve i syfte att minska markförrådet inför vintern (Berglund, m.fl., 2010). Nedbrukningen är dock viktig, precis som för vallen (Henriksson, m.fl., 2015). Även Flessa m.fl. (1998) anger att en nyckel för att minska problemen med N₂O-emission kan vara att minska markens nitratinnehåll inför vintern, exempelvis genom vinterhårdiga perenna växter.

Grundvattenreglering nämns som en åtgärd som kan minska ytsänkningen, genom tillämpning av kunskapen att en djup grundvattennivå gynnar oxidationen (McAfee, 1985). Djupare dränering ökar dessutom nitratbildningen i marken (Berglund, 1996), vilket därmed ökar mängden tillgängligt substrat för denitrifikationsprocessen (Kasimir Klemetsson, m.fl., uå). Man ska genom reglerad dränering kunna optimera grundvattennivån efter de rådande förhållandena. Det kräver anpassning efter växtrötternas behövliga utrymme samt efter nödvändig bärförmåga, exempelvis vid sådd och skörd (Wesström & Abraham, 2007). Enligt Berglund (1996) bör grundvattennivån ligga på ca 100 cm under markytan för att marken skall ha en god bärförmåga. För att grödan ej skall drabbas av torkstress bör nivån under torrare perioder vara 40–50 cm under markytan. För att undvika problem med syrebrist behöver nivån emellertid vara 60–70 cm under markytan (Berglund, 1996).

Koppargödslning kan vara ett alternativ för att minska CO₂-emission. Tillförsel av koppar har befunnits inaktivera de nedbrytande enzymer som produceras av mikroorganismer (Mathur, m.fl., 1980). Berglund & Berglund (2006) undersökte effekten av två olika gödslingsnivåer (50 kg CuSO₄/ha och 170 kg CuSO₄/ha). Undersökningarna genomfördes på två platser. På den ena platsen minskade CO₂-emissionen med 4,4 % (ej signifikant) samt 12 % för respektive gödslingsnivå. På den andra platsen märktes ingen skillnad i emissionen, vilket antogs bero på platsens höga pH (7,4–7,7). Att koppartillförseln ej har negativ påverkan på markens organismer visades genom att inkubation med koppar på *Escherichia coli*-bakterier i ett kanadensiskt försök inte tycktes ha effekt på bakterierna. Därmed kan man anta att koppar, trots hämning av nedbrytningen, inte påverkar mikroorganismerna i sig (Mathur, 1983).

Eftersom N₂O-flöden har befunnits negativt korrelerande med pH (Norberg, m.fl., 2016; Flessa, m.fl., 1998; Weslien, m.fl., 2009) kan askspridning inför vintern vara ett alternativ för att höja pH och därmed minska emissionen, då emissionen under vintern sker från markens allra översta lager (Weslien, 2010). De långsiktiga effekterna är dock inte tillräckligt utforskade och åtgärden anses ha begränsad effekt om den inte kombineras med andra åtgärder, exempelvis reglering av grundvattennivån (Weslien, 2010).

Ett annat, men inte till fullo utforskat sätt att minska N_2O -emissionen är att använda kemiska nitrifikationshämmare. Nitrifikationshämmare hämmar ombildningen från NH_4^+ till NO_3^- , genom hämning av mikroorganismerna eller deras enzym (Berglund & Berglund, uå). Nitrifikationshämmare används inte i Sverige, men åtgärden var omdiskuterad under 1980-talet (Henriksson, m.fl., 2015). I en studie från Nya Zeeland, där effekten på nitratutlakning prövades, visades åtgärden (med 10 kg dicyandiamid per hektar) kunna ge goda resultat. Man undersökte tre olika jordar med skilda egenskaper. Metoden prövades dessutom vid 1 260 mm årlig nederbörd respektive 2 145 mm årlig nederbörd. Studien fokuserade på effekten i samband med gödsling. Åtgärden minskade nitratutlakningen med i genomsnitt 59 %, med en variation på 44–71 %. Det fanns ingen signifikans mellan de olika nederbördsmängderna, vilket förklaras med att redan 1 260 mm är tillräckligt för att markens nitrat skall läcka ut (Di, m.fl., 2009). Bryngelsson m.fl. (2016) anger att nitrifikationshämmare skulle kunna minska den svenska N_2O -emissionen med 18–38 %. I en svensk studie, där 20 kg dicyandimid tillsattes en organogen jord, minskade inte N_2O -emissionen, men CO_2 -emissionen minskade med 14–24 %. Anledningen till att N_2O -emissionen inte minskade angavs vara att det organiska materialet binder dicyandiamiden så hårt att en högre giva förmodligen skulle krävas för att uppnå effekt (Berglund & Berglund, uå).

Kätterer m.fl. (2013) menar att organogena jordar inte kan vara sänkor så länge de brukas och att de endast kan bli sänkor om de är permanent fuktiga. I Finland undersöktes två skogbevuxna organogena jordar som återställdes till våtmark (Komulainen, m.fl., 1999). Man dämde upp marken och högg ned träden. Efter återställningen visade sig den obevuxna återställda marken ha signifikant lägre CO_2 -flöde än den obevuxna marken som ej hade återställts. Det var också klart lägre CO_2 -flöde från de återställda markerna efter åtgärden, mot före åtgärden. Läget för den bevuxna marken befanns vara mer komplicerad, då den tuvull (*Eriophorum vaginatum*) som växte på platsen hade stor betydelse för CO_2 -flödet. Emellertid kunde man överlag konstatera att CO_2 -utflödet året före återställningen var omriktat till inflöde året efter återställningen. Hög grundvattennivå minskade CO_2 -flödet. Ett år efter återställningen minskade fortfarande CO_2 -flödet (Komulainen, m.fl., 1999). Vid en återställning kommer CH_4 -emissionen öka. I en finsk undersökning såg man att CH_4 -emissionen uppvisade en ökande trend under de tre år efter återställningen som mätningarna utfördes. CH_4 -emissionen sammanföll med ökande CO_2 -inflöde (Tuittila, m.fl., 2000). De här ändringarna av CH_4 -flöde och CO_2 -flöde visas också av Waddington & Price (2013). Växthusgasflödet efter återställning blev i den studien totalt sett positivt (nettoackumulation).

DISKUSSION

Genom litteraturstudien tillägnas man förståelse för vilket komplicerat problem de organogena jordarnas aktörer står inför. I flera fall har forskning visat på olika resultat. Det gäller bland annat grödans betydelse för N₂O-emissionen, där en del resultat visar på någon typ av korrelation (Kasimir Klemetsson, m.fl., 2009), medan andra resultat inte visar detsamma (Norberg, m.fl., 2016). Det är förmodligen så att en enskild faktor inte verkar ensam, utan resultat påverkas av många faktorer, förutom de som uppmätts. Exempelvis kan typ av mull och dess innehåll ha betydelse (Berglund & Berglund, 2010b). Flöden av N₂O, vilken oftare uppvisar variation mellan olika undersökningar, visar stora svängningar beroende på väderlek m.m. Olika väderbetingelser under olika undersökningar i fält spelar antagligen roll för vad resultatet blir.

Den här studien fokuserar på svenska förhållanden. Forskning från närområdet har därmed prioriterats, men det förekommer även en del forskningsresultat från Centraleuropa, Nordamerika och Nya Zeeland. Det är i de fall då studierna har ansetts vara av sådan dignitet att de bör inneslutas i arbetet. Förmodligen är det dock så att de exakta mätresultaten antagligen hade uppvisat andra värden om de var utförda under svenska förhållanden, särskilt i de fall då temperatur och nederbörd skiljer sig mot vad de är i Sverige.

En vanlig uppfattning brukar vara att en ökad bruksintensitet medför ökad nedbrytning och CO₂-emission. Det visas bland annat av McAfee (1985) och Maljanen m.fl. (2003). Oxidation beror bland annat på mängd tillgängligt syre och genom bearbetning möjliggörs inblandning av just syre (Bjerketorp & Axelsson, 1987; Weslien, 2010). Grunden för de organogena jordarnas skötsel utgår lämpligen från detta faktum.

För att påverka markförhållandena ytterligare kan, efter genomförandet av denna studie, reglering av grundvattnet ses som en bra åtgärd. Åtgärden kräver dock kunskap kring lämplig grundvattennivå samt kring hur och när dämning och tömning skall ske. Om förutsättningar för åtgärden finns eller med rimlig kostnad kan anskaffas borde man som aktör överväga att tillämpa denna.

Studien visar att det inte är säkert att beskogning leder till lägre växthusgasflöde, även om vissa undersökningar visar att det kan vara så. Beskogning brukar annars, av markägare och lantbrukare, kunna ses som en förbättrande åtgärd.

Tre av de redovisade åtgärderna fokuserar på tillförsel av någon typ av ämne till jorden. Det är koppar, aska samt nitrifikationshämmare (i form av dicyandiamid). Det finns en del tillgängliga forskningsresultat, men metoderna kan ännu inte anses särskilt beprövade. De långsiktiga effekterna på mark och miljö behöver utredas ytterligare. Särskilt för de temporärt mer hoppingsivande metoderna, koppar och dicyandiamid, krävs mer forskning kring tillämpning och dosering. Om forskningen visar goda resultat kan det möjligen vara metoder att räkna med. Metoderna angriper ju de organismer som ligger bakom nedbrytningen (oxidationen), från vilken både markytesänkning och växthusgasemission är produkter. Metoden med spridning av aska förefaller ej vara tillräckligt utvärderad. Eventuella effekter på grund av innehåll av tungmetaller och näringsämnen kräver fortsatta studier för att tillräckligt kunna belysas. Värt att notera är

att rapporten, där askspridning beskrivs som en lämplig åtgärd, behandlar skogsmark. Där växer alltså ingen livsmedelsgröda.

Som den starkaste åtgärden i studien beskrivs den åtgärd där man helt återställer den utdikade marken till våtmark. Nyttan ur klimatsynpunkt synes vara stark, men huruvida markägare och lantbrukare kan vara villiga att genomföra en sådan förändring torde vara osäkert. Förändringen skulle troligen resultera i utebliven skörd och minskad skogstillväxt. Sannolikt borde ändå en del redan lågproducerande marker i framtiden kunna komma att lämpa sig för en sådan omläggning, då alternativvärdet kan vara lågt.

Markägarna och lantbrukarnas intressen för att minska problemen med organogena jordar är av stor betydelse för den fortsatta utvecklingen. De flesta har antagligen förståelse för marksänkningen som sådan, eftersom det tydligt märks då man får upp tidigare omärkbara stubbar och stenar i samband med jordbearbetning. Att en mer extensiv skötsel minskar sänkningen torde även de flesta kunna förstå, men vad gäller de övriga åtgärderna borde kommunikation av dessa kunna öka kunskapen. Det kan till exempel handla om hur en våtmark kan återskapas eller hur reglerad dränering fungerar. Beskogningens stundom tveksamma inverkan på oxidation och emission är kanske inte heller känd av alla.

Slutsatser

- Markytesänkning och emission av växthusgaser styrs av många faktorer med sinsemellan komplicerade förhållanden.
- Det finns metoder, genom vilka man kan minska markytesänkning och emission av växthusgaser.
- Brukningsintensiteten verkar ha betydelse för markytesänkning och emission av växthusgaser.
- Grundvattenreglering är en åtgärd som kan ha positiv inverkan.
- Återställning till våtmark förefaller vara den mest effektiva åtgärden.
- Det är nödvändigt med mer forskning kring koppargödsling, askspridning och nitrifikationshämmning. Metoderna kan ha potential att minska markytesänkning och emission av växthusgaser.

REFERENSER

- Agerberg, L. (1961). Några studier av nivåförändringar på myrjord. *Grundförbättring*, (nr 3), ss. 146–171. Tillgänglig:
<http://www.slu.se/contentassets/cd0852a824804ae49c362fba0d466fa5/143.pdf?si=313ACCE20EEFF79FDF87280F21B56C1A&rid=1395668112&sn=sluEPi6-prodSearchIndex> [2017-04-11]
- Berglund, K. (1989). *Ytsänkning på mosstorgjord*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap (Avdelningsmeddelande 89:3). Tillgänglig:
http://pub.epsilon.slu.se/5122/1/berglund_k_100915.pdf [2017-04-11]
- Berglund, K. 1996. *Cultivated organic soils in Sweden: Properties and amelioration*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap (Rapport 28).
- Berglund, K. (2008). *Torvmarken, en resurs i jordbruket igår, idag och även imorgon?*. I: Runefelt, L. (red), *Svensk mosskultur*. Stockholm: Kungl. Skogs- och lantbruksakademien, ss. 483–498.
- Berglund, M., m.fl. (2010). *Jordbruket, växthusgaserna och effektiva styrmedel*. Lund, AgriFood Economics Centre (Rapport 2010:3). Tillgänglig:
http://www.agrifood.se/files/agrifood_rapport_20103.pdf [2017-04-12]
- Berglund, Ö. (2011). *Greenhouse gas emissions from cultivated peat soils in Sweden*. Diss. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig:
http://pub.epsilon.slu.se/2445/1/berglund_o_110228.pdf [2017-04-10]
- Berglund, Ö., Berglund, K. (uå). *Nya metoder för att minska växthusavgång från odlade torvjordar*. Opublicerat manuskript. Institutionen för mark och miljö. Hämtat från: fou.sjv.se/fou/download.lasso?id=Fil-004049
- Berglund, Ö., Berglund, K. (2006). *CO₂ emissions from two cultivated organic soils in Sweden fertilized with copper – a lysimeter experiment*. Uppsala: Institutionen för mark och miljö. Tillgänglig:
https://www.slu.se/globalassets/gamla_strukturen/externwebben/nl-fak/mark-och-miljo/jbhy/dokument/copper_lillehammer_2.pdf [2017-04-12]
- Berglund, Ö., Berglund, K. (2010) a. Distribution and cultivation intensity of agricultural peat and gyttja soils in Sweden and estimation of greenhouse gas emissions from cultivated peat soils. *Geoderma*, vol. 154 (nr 3–4), ss. 173–180. DOI:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.035>
- Berglund, Ö., Berglund, K. (2010) b. *Inomfältvariation i markegenskaper och koldioxidavgång - pilotprojekt på odlad torvjord*. Uppsala: Institutionen för mark och miljö (Rapport 14). Tillgänglig:
http://pub.epsilon.slu.se/4529/1/Berglund_o_et_al_100210.pdf [2017-04-08]

Berglund, Ö., Berglund, K. (2011). Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soils. *Soil Biology and Chemistry*, vol. 43 (5), ss. 923-931. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.002>

Berglund, Ö., m.fl. (2010). A lysimeter study on the effect of temperature on CO₂ emission from cultivated peat soils. *Geoderma*, vol. 154 (3-4), ss.211-218. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.09.007>

Berglund, Ö., m.fl. (2011). Plant-derived CO₂ flux from cultivated peat soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, vol. 61 (6), ss. 508-513. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/09064710.2010.510121>

Biasi, C., m.fl. (2008) Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 40 (10), ss. 2660-2669. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.07.011>

Bjerketorp, A., Axelsson, U. (1987). *Markytesjunkning efter avvattning*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap (Rapport 154). Tillgänglig: http://pub.epsilon.slu.se/3764/1/bjerketorp_et_al_090604.pdf [2017-03-30]

Brouns, K., m.fl. (2014). Short period of oxygenation releases latch on peat decomposition. *Science of The Total Environment*, vol. 481, ss. 61-68. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.030>

Bryngelsson, D., m.fl. (2016). How can the EU climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side changes in food and agriculture. *Food Policy*, vol. 59, ss. 152-164. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.12.012>

Di, H.J., m.fl. (2009). A lysimeter study of nitrate leaching from grazed grasslands as affected by a nitrification inhibitor, dicyandiamide, and relationships with ammonia oxidizing bacteria and archaea. *Soil Use and Management*, vol. 25 (4), ss. 454-461. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2009.00241.x

Elder, J., Lal, R. (2008). Tillage effect on gaseous emissions from a intensively farmed organic soil in North Central Ohio. *Soil & Tillage Research*, vol. 98 (1), ss. 45-55. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2007.10.003>

Elsgaard, L., m.fl. (2012). Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 162, ss. 52-67. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.001>

Ernfors, M., m.fl. (2007). Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils – an upscaling based on C:N ratios. *Biochemistry*, vol. 84 (2), ss. 219-231. DOI: 10.1007/s10533-007-9123-1

Flessa, H., m.fl. (1998). Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science*, vol. 49, ss. 327-335. DOI: 10.1046/j.1365-2389.1998.00156.x

Hadden, D.G. (2017). *Processes Controlling Carbon Fluxes in the Soil-Vegetation-Atmosphere System*. Diss. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig: http://pub.epsilon.slu.se/13947/7/hadden_d_170109.pdf [2017-04-17]

Henriksson, M., m.fl. (2015). *Lustgas från jordbruksmark*. Hushållningssällskapet Halland. Tillgänglig: <http://www.greppa.nu/download/18.72cfa6d614df7504e824ae88/1434435836079/Lustgas+fr%C3%A5n+jordbruksmark+M+Henriksson+Stenberg+Berglund+2015.pdf> [2017-04-09]

Hongxing, H., m.fl. (2016). Forests on drained agricultural peatland are potentially large sources of greenhouse gases – insights from a full rotation period simulation. *Biogeosciences*, vol. 13, ss. 2305–2318. DOI: 10.5194/bg-13-2305-2016

Jørgensen, R.G., Richter, G.M. (1992). Composition of carbon fractions and potential denitrifikation in drained peat soils. *European Journal of Soil Science*, vol. 43 (2), ss. 347-358. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1992.tb00142.x

Karlsson, R., Hansbo, S. (1984). *Jordarternas indelning och benämning*. Andra upplagan. Stockholm: Statens råd för byggnadsforskning.

Kasimir-Klemedtsson, Å., m.fl. (uå). *Växthusgasflöden från myrar och organogena jordar*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5132). Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/documents/publikationer/620-6160-7.pdf> [2017-03-28]

Kasimir Klemedtsson, Å., m.fl. (2009). Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish Histosol. *European Journal of Soil Science*, vol. 60 (3), ss. 321–331. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2009.01124.x

Klemedtsson, L. m.fl. (2005). Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*, vol. 11, ss. 1142–1147. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.00973.x

Komulainen, V-M., m.fl. (1999). Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO₂ balance. *Journal of Applied Ecology*, vol. 36 (5), ss. 634–658. DOI: 10.1046/j.1365-2664.1999.00430.x

Kuzyakov, Y. (2006). Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil biology & biochemistry*, vol. 38 (3), ss. 425–448. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020>

Kätterer, T., m.fl. (2013). Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Sueciae, Section A – Animal Science*, vol. 62 (4), ss. 181-198. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/09064702.2013.779316>

Lindén, B. (2015). *Inverkan av vattenmättnad på kväve mineralisering, nitratbildning och utlakningsrisker i en odlad mulljord från Närke*. Uppsala: Institutionen för mark och miljö (Rapport 17). Tillgänglig: http://pub.epsilon.slu.se/12117/7/linden_b_150415.pdf [2017-04-12]

Lundblad, M. (2015). *Land use on organic soils in Sweden*. Norrköping: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMED Rapport 199). Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1068848/FULLTEXT01.pdf> [2017-04-17]

Maljanen, M., m.fl. (2003). Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 35 (5), ss. 689–700. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00085-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00085-3)

Maljanen, M., m.fl. (2007). Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environment Research*, vol. 12, ss. 133–144. Tillgänglig: <http://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/513694/Maljanen.pdf?sequence=1> [2017-04-19]

Maljanen, M., m.fl. (2010). Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences*, vol. 7, ss. 2711–2738. DOI: 10.5194/bg-7-2711-2010

Mathur, S. (1983). A lack of bactericidal effect of subsidence-mitigating copper in organic soils. *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 63 (3), ss. 645–649. DOI: 10.4141/cjss83-065

Mathur, S., m.fl. (1980). Levels of activities of some carbohydrases, protease, lipase, and phosphatase in organic soils of different copper content. *Soil Science*, vol. 129 (6), ss. 376–385. DOI: 10.1097/00010694-198006000-00008

McAfee, M. (1985). *Ytsänkning på torvjord*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap (Avdelningsmeddelande 85:3). Tillgänglig: http://pub.epsilon.slu.se/5147/1/mcafee_m_100922_2.pdf [2017-03-30]

Millette, J.A., Broughton, R.S. (1984). The effect of water table depth in organic soil on subsidence and swelling. *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 64 (2), ss. 273–282. DOI: 10.4141/cjss84-028

Naturvårdsverket (2017). *National Inventory Report Sweden 2017*. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/sa-mar-miljon/statistik-a-till-o/vaxthusgaser/2016/data-metoder/nir-se-submission-2017.pdf> [2017-03-29]

Norberg, L. (2012). *Factors influencing greenhouse gas emissions from cultivated organic soils*. Uppsala: Institutionen för mark och miljö. Tillgänglig: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.472.9348&rep=rep1&type=pdf> [2017-03-29]

Norberg, L., m.fl. (2016). Nitrous oxide and methane fluxes during the growing season from cultivated peat soils, peaty marl and gyttja clay under different cropping systems. *Acta agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & plant science*, vol. 66 (7), ss. 602–612. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/09064710.2016.1205126>

Pahkakangas, S., m.fl. (2016). Markanvändning på organogena jordar i Sverige – en översikt av markanvändningen inom jord- och skogsbruk samt förändringar i markanvändning under perioden 1983–2014. Uppsala: Institutionen för mark och miljö (Rapport 21). Tillgänglig:

http://pub.epsilon.slu.se/13720/7/pahkakangas_s_et_al_161019.pdf [2017-04-01]

Priemé, A., Christensen, S. (2001). Natural perturbations, drying-wetting and freezing-thawing cycles, and the emission of nitrous oxide, carbon dioxide and methane from farmed organic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 33 (15), ss. 2083-2091. DOI:

[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00140-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00140-7)

Regina, K., m.fl. (2007). Methane fluxes on boreal arable soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 119 (3-4), ss. 346-352. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.002>

Runefelt, L. (2008). *Svensk mosskultur som överhetsprojekt före 1886*. I: Runefelt, L. (red), *Svensk mosskultur*. Stockholm. Kungl. Skogs- och lantbruksakademien, ss. 27–52.

Schoning, K., (2015). Förändringar i torvegenskaper, markanvändning och vegetation hos södra och mellersta Sveriges torvmarker. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning (SGU-rapport 2015:09).

Schothorst, C.J. (1977). Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands.

Geoderma, vol. 17 (4), ss. 265–291. DOI: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(77\)90089-1](https://doi.org/10.1016/0016-7061(77)90089-1)

Sjögren, E., Pihlblad, J. (2012). *Markanvändningens påverkan på C/N-kvoter*.

Göteborgs universitet. Naturgeografi (Kandidatarbete 2012 B-696). Tillgänglig:

http://utbildning.gu.se/digitalAssets/1427/1427147_b696-klar.pdf [2017-04-09]

SMHI (2017). *Månads-, årtids- och årskartor*. Tillgänglig:

<https://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/kartor/monYrTable.php?par=nbdYr> [2017-04-08]

Sonneveld, M.P.W. & Lantinga, E.A. (2010). The contribution of mineralization to grassland N uptake on peatland soils with anthropogenic A horizons. *Peat and Soil*, vol. 340 (1), ss. 357–368. DOI: 10.1007/s11104-010-0608-7

Troedsson, T., Nykvist, N. (1974). *Marklära och markvård*. Första upplagan. Uppsala: Almqvist & Wiksell Läromedel AB.

Tuittila, E-S., m.fl. (2000). Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology*, vol. 6 (5), ss. 569–581. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00341.x

Waddington, J.M., Price, J.S. (2013). Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange. *Physical Geography*, vol. 21 (5), ss. 433-451. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/02723646.2000.10642719>

Weslien, P. (2010). *Land use effects on nitrous oxide emission from drained organic soils*. Diss. Göteborg: Göteborgs Universitet. Tillgänglig: https://gupea.ub.gu.se/bitstream/2077/22304/1/gupea_2077_22304_1.pdf [2017-04-17]

Weslien, P., m.fl. (2009). Strong pH influence on N₂O and CH₄ fluxes from forested organic soils. *European Journal of Soil Science*, vol. 60 (3), ss. 311-320. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2009.01123.x

Weslien, P., m.fl. (2012). Carrot cropping on organic soil is a hotspot for nitrous oxide emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 94 (2), ss. 249–253. DOI: 10.1007/s10705-012-9538-5

Wesström, I., Abraham, J. (2007). *Lustgasavgång från jordbruksmark vid reglering av grundvattennivån – en litteraturstudie*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap (Rapport 6). Tillgänglig: <http://pub.epsilon.slu.se/3168/1/Rapport6.pdf> [2017-04-14]

